# 2010-2021年三都澳富营养化变化及污染物来源分析

# 林建国

(福建省海洋生态环境监测中心,福建福州350000)

摘 要:海水富营养化会导致海水赤潮、缺氧及酸化等环境问题,是评价近岸海域水质是否健康的一个重要指标。本研究分析了宁德三都澳 2010—2021 年水质数据,评估了三都澳海水富营养化的变化情况,对影响水质的污染源进行核算,并以 2020 年的数据为例,构建了污染源清单,分析了影响海水水质及富营养化的主要因素。结果表明,三都澳水体出现由中度向重度富营养化发展的趋势,主要原因是近年来氮、磷输入量的增加。总体来说,海水养殖是三都澳海域氮、磷输入的主要来源,河流输入是氮输入的次要来源,直排海排污是磷输入的次要来源。因此,要改善三都澳水质及富营养化状况,需要重点关注海水养殖行业带来的污染。

关键词:富营养化;三都澳;控制因素;变化

中图分类号: X55 文献标识码: A 文章编号: 1007-6336(2025)01-0097-10

# Analysis of eutrophication changes and its contributors' sources in Sandu bay from 2010 to 2021

### LIN Jianguo

(Environmental Monitor Station of Coastal Sea of Fujian province, Fuzhou 350000, China)

Abstract: Eutrophication can lead to oceanic problems, such as harmful algal bloom, hypoxia and ocean acidification. Eutrophication is also an important index to evaluate the health of coastal waters. This study analyzed the water quality parameters during 2010–2021 from Sandu bay, evaluated the changes in seawater eutrophication in Sandu bay, and accounted the pollution sources that affect water quality. Taking 2020 data as an example, the marine pollution source list was constructed, and the main factors affecting seawater quality and eutrophication were analyzed. The results showed that the eutrophication situation of Sandu bay was getting worse. The input of nitrogen and phosphorus is the main reason for the intensification of eutrophication in the bay in recent years. Overall, marine aquaculture is the main source of nitrogen and phosphorus input into the seawater of Sandu bay, with river input being a secondary source of nitrogen input and direct discharge into the sea being a secondary source of phosphorus input. Therefore, in order to improve the water quality and eutrophication status of Sandu bay, it is necessary to focus on the pollution from marine aquaculture industry.

Key words: eutrophication; Sandu bay; controlling factors; variations

随着中国社会经济的快速发展,农业生产使 用的无机化肥以及人类生活污水和工业废水排 放增加,造成近岸海域水体氮、磷浓度增加,导 致水体富营养化<sup>[1]</sup>。水体富营养化的加剧,严重 影响了海洋生态系统健康<sup>[2]</sup>。首先,水体富营养 化为浮游植物生产提供了大量的氮、磷等营养

收稿日期: 2024-03-20, 修订日期: 2024-12-09

基金项目:福建省环保科技计划项目(2024R015)

作者简介: 林建国(1968-), 男, 福建莆田人, 本科, 高级工程师, 主要研究方向为海洋生态监测与环境质量评价, E-mail: linjg9999@163.com

物质,导致藻类过度繁殖,诱发浮游植物暴发性增长,甚至引发有毒有害藻类大量生长繁殖,形成赤潮<sup>[3]</sup>。大量的有机物质进入海洋环境后,被微生物降解利用,消耗水体中的溶解氧(DO),可能进一步诱发水体缺氧<sup>[4]</sup>及酸化<sup>[5]</sup>。研究表明,近岸水体富营养化可给海水养殖业带来严重的灾害,例如,可引发鱼类死亡<sup>[6-7]</sup>、贝类减产<sup>[8]</sup>、海底植被减少<sup>[9]</sup>、底栖动物窒息<sup>[10]</sup>等问题,给渔业造成巨大的经济损失。此外,近岸水体富营养化可造成岸滩盐沼的侵蚀<sup>[11]</sup>,甚至导致温室气体(如 CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub> 及 N<sub>2</sub>O)排放量加剧<sup>[12]</sup>。

解析海湾的污染物来源清单,是了解海水污染物来源及制定海水污染物治理方案的前提<sup>[13-14]</sup>。污染源核算主要分为点源污染和面源污染两大类,点源污染主要包括由流域内产生的生活、农业、工业等污染,其通过直排海排污口及汇入入海河流排放入海;面源污染则指沿岸的面源污染、海水养殖污染等<sup>[15-16]</sup>。

福建宁德三都澳几乎是一个全封闭的海湾, 水域面积约为714 km², 出水口只有东冲口,宽 2.6 km, 湾内外的水动力交换条件较差。三都澳 不仅拥有独特的旅游资源, 也是中国沿海典型海 水养殖海湾。此外, 三都澳是国内唯一的野生大 黄鱼内湾性产卵场, 也是我国大黄鱼重要的养殖 区域, 近些年来, 随着宁德市经济的高速发展, 生 活、工业及农业生产活动排放的废水不断增加, 加 之三都澳较为封闭, 排放的废水容易在湾内积累, 严重影响了湾内水质。同时, 水质状况变差可能 严重威胁湾内海洋生态系统健康, 危害海水养殖 业的高质量发展。因此, 开展三都澳海域水质情 况的持续监测与评估具有重要的社会经济价值。

三都澳港区海水水质监测分析已有一些报道<sup>[17-18]</sup>,尤其是三都澳养殖海域水质变化的报道<sup>[19-21]</sup>。2014—2018年三都澳海域水体中的活性磷酸盐、无机氮浓度较高,导致海域水体总体呈现中度富营养化水平<sup>[17]</sup>,渔业养殖的排放污染可能是主要诱因<sup>[20-21]</sup>。2000—2012年三都澳养殖区表层水体 DO 浓度呈现下降趋势,化学需氧量(COD)浓度呈现上升趋势,溶解无机氮(DIN)及活性磷酸盐(DIP)浓度均呈现上升趋势,表明养殖区水质状况在持续恶化<sup>[22]</sup>。然而,近 10年

来,三都澳水质研究基本以报道当年或连续几年的监测数据为主<sup>[17-18]</sup>,虽有部分研究指出三都澳水质状况呈现下降趋势<sup>[23-24]</sup>,但对其水质长期变化(10年际)及驱动机理仍不明晰。因此,本研究基于2010—2021年三都澳水质的持续监测数据,分析了水体富营养化指数,构建了三都澳污染源清单,并探究了引发水体富营养化的主要因素。研究结果可为未来提升及改善三都澳水质提供数据支持。

# 1 材料与方法

#### 1.1 研究区域

研究区域为福建省宁德三都澳湾区。分别在湾内不同区域设置了7个监测站位(F6-F12)(图 1a)。每年在丰水期(F)、平水期(P)、枯水期(K)监测3次。结合沿岸乡镇行政边界,将研究区域分为河口区、三都港西、东吾洋、三都港东(图 1c),以便进行污染源核算数据的讨论和分析。1.2 水质监测数据及富营养化评价方法

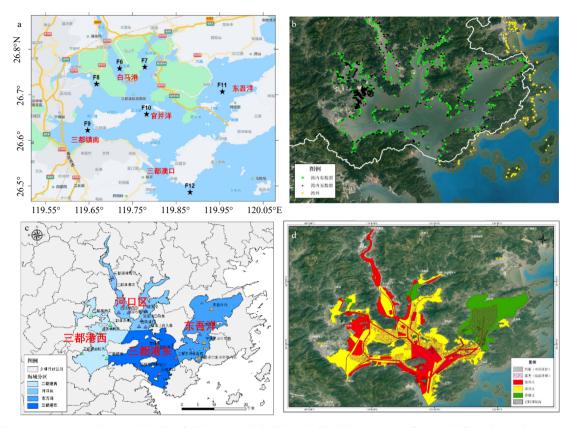
水质参数主要为 DO、DIN(硝氮、氨氮和亚硝氮)、DIP、COD、pH等,样品采集及分析依据《近岸海域环境监测技术规范:第三部分 近岸海域水质监测》(HJ 442.3—2020)<sup>[25]</sup>标准执行。根据该标准,水深小于 10 m取表层水样,水深10~25 m取表层和底层水样,水深25~50 m取表层、10 m及底层水样,水深超过50 m取表层、10 m、50 m及底层水样。为了便于数据分析,取同个监测站位不同水层的水质参数测定值的平均值用于讨论。

水体富营养化的评价方法参照《中国海洋环境质量公报》从 2010 年开始采用的水体富营养化评价方法,依据富营养化指数(E)计算结果确定,计算公式如下:

 $E = DIN \times DIP \times COD \times 10^6 / 4500 \tag{1}$ 

式中: E 为富营养化指数; DIN 为溶解无机 氮浓度(mg/L); DIP 为溶解无机磷浓度(mg/L); COD 为化学需氧量浓度(mg/L)。 DIN、DIP 及 COD 数据为观测季度站位的平均浓度值。根据《中国海洋环境质量公报》(2010—2014年),当  $E \geqslant 1$  时进行富营养化评价, 富营养化状况可划分为以下等级:  $1 \leqslant E \leqslant 3$  表示轻度富营养化;

3<E≤9表示中度富营养化; E>9表示重度富营 养化<sup>[26]</sup>。



a 为常年水质监测站位; b 为 2020 年宁德市直排海排污口分布(数据引自《宁德市入海排污口信息汇总表》,未公开发布); c 为三都澳海域分区(红色加粗字体标注); d 为宁德市三都澳海水养殖现状 [27]

# 图 1 三都澳主要监测区域及站位分布

Fig. 1 Map of main monitoring information in Sandu bay

### 1.3 污染源核算方法

分析导致三都澳海水富营养化的主导因素,需要开展三都澳污染源核算及污染源清单解析。三都澳污染源核算技术框架如图 2 所示。污染源核算在空间范围上以三都澳流域为边界,针对直排海排污口、入海河流、海水养殖、沿岸面源 4 个污染源进行核算,时间上直排海排污口以 2020 年为核算范围,入海河流以 2017—2020 年为核算范围,海水养殖以 2010—2020 年为核算范围。由于 E 主要由 DIN、DIP 和 COD 计算而来,在评估污染源清单对水体富营养化的贡献时,主要将总氮、总磷等作为氮、磷贡献的指示指标来评估不同污染源的影响。

# (1)直排海排污口污染物排放量

根据处理好的数据利用流量与污染物浓度

乘积对直排海排污口污染物排放量进行核算,主

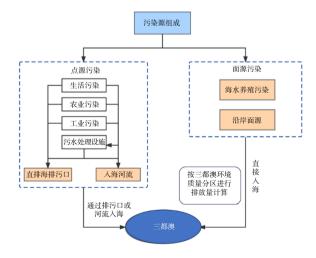


图 2 三都澳污染源核算技术框架

Fig. 2 Technical framework for calculating pollution sources in Sandu bay

要计算 COD、氨氮、总氮、无机氮、总磷以及活性磷酸盐的年排放量。计算公式如下:

$$F_{\overline{i};\underline{i};\underline{i};\underline{h},\underline{h};\overline{i};\Box} = \sum_{i=1}^{n} Q_{i} \times C_{i}$$
 (2)

式中:  $F_{污染物-排污口}$ 是直排海排污口污染物排放量(t/a);  $Q_i$ 是排污口在第i时段的污水排放流量( $m^3/s$ );  $C_i$ 是第i时段的污水浓度(mg/L)。

# (2)河流入海污染物通量

三都澳内有两条主要入海河流(霍童溪、交溪)和3条入海小河流(杯溪、兰田溪/金溪、七都溪)。河流入海污染物通量主要根据污染物月监测浓度与河流径流量估算。主要入海河流污染物月监测浓度来源于福建省环境监测部门数据,径流量由水文断面校正到入海断面。计算公式如下:

$$F$$
污染物—河流 =  $\sum_{i=1}^{n} Q_i \times C_i$  (3)

式中:  $F_{污染物-河流}$ 是河流入海污染物通量 (t/a);  $Q_i$ 是第 i时段河流的入海径流量 $(m^3/s)$ ;  $C_i$ 是第 i时段监测断面的污染物浓度(mg/L)。

### (3)海水养殖污染物排放量

海水养殖污染物(氮、磷)排放量的计算依据包括养殖种类、产量、养殖方式、饵料残余、排泄物与产量系数。在海水养殖种类中,非投饵型主要是藻类与贝类养殖,投饵型主要是鱼类、虾蟹类及一些贝类养殖。基础数据来自《宁德市渔业统计年鉴》<sup>[28]</sup>,重点计算各类养殖的氮、磷排放量,同时计算贝类与藻类养殖对氮、磷的移除量,最终得到三沙湾各海区海水养殖氮、磷净排放负荷(入海量)。

非投饵型养殖的氮、磷移除量可由以下公式 计算得到:

$$M_{\mathcal{R}} = \sum_{a=1}^{n} C_a \times M_a \tag{4}$$

式中:  $M_{8\%}$ 是通过 a 种藻类或贝类收获移除的氮或磷总量(t/a);  $C_a$  是第 a 种藻类或贝类的氮、磷含量,可通过查询《中国食物成分表》 [29-30] 获取;  $M_a$  是第 a 种藻类或贝类的产量(t/a)。

投饵型养殖的污染物排放总量由产量与氮、磷排放系数计算得到,可运用排污系数结合养殖产量计算其氮、磷排放量。养殖过程中产生的

污染物排放总量计算公式如下:

$$W$$
污染物-投饵 = 
$$\sum_{b=1}^{n} f_b \times M_b$$
 (5)

式中:  $W_{污染物-投饵}$ 为投饵型海水养殖的污染物排放总量(t/a);  $M_b$ 为养殖种类 b的产量(t/a);  $f_b$ 为养殖种类 b的排污系数,由该种类养殖的氮、磷收获量(移除量)和污染物排放量决定,计算公式如下:

$$f = \alpha \times \frac{1 - R}{R} \tag{6}$$

式中: α 为某养殖种类的氮或磷含量,可通过查询《中国食物成分表》<sup>[29]</sup> 获取; R 是指不同养殖品种通过收获所移除的氮、磷量占投饵氮、磷总量的比例,即氮、磷排放系数,该系数计算依据列于表 1。

# 表 1 海水养殖氮、磷排放系数表

Tab.1 Nitrogen and phosphorus emission coefficients from mariculture

	manculuic						
序号	养殖品种	氮排放系数	磷排放系数	参考文献			
1	大黄鱼	0.1164	0.007987	[31-32]			
2	鲷鱼	0.1157	0.0113	[33]			
3	鲈鱼	0.1783	0.0104	[34]			
4	美国红鱼	0.1478	0.0120	[33]			
5	石斑鱼	0.1080	0.0240	[35]			
6	斑节对虾	0.0319	0.0075	[36]			
7	南美白对虾(海)	0.0319	0.0075	[36]			
8	日本对虾	0.0319	0.0075	[36]			
9	中国对虾	0.0319	0.0075	[36]			
10	梭子蟹	0.1143	0.0033	[37]			
11	青蟹	0.1050	0.0057	[37]			
12	蚶	-0.0160	-0.0010	[37]			
13	蛏	-0.0117	-0.0011	[37]			
14	蛏(池塘)	0.0466	0.0104	[38]			
15	蛤	-0.0123	-0.0013	[38]			
16	蛤(池塘)	0.0124	0.0038	[38]			
17	牡蛎	-0.0085	-0.0012	[38]			
18	螺	-0.0251	-0.0012	[38]			
19	扇贝	-0.0178	-0.0013	[38]			
20	贻贝	-0.0182	-0.0020	[38]			
21	鲍	0.0454	0.0052	[39]			
22	海参	-0.0264	-0.0003	[39]			
23	海参(池塘)	0.0304	0.0013	[40]			

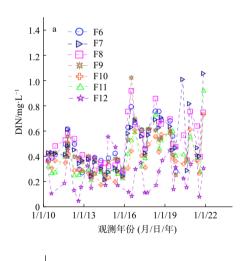
# (4) 沿岸面源污染物排放量

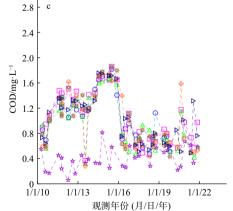
沿岸面源污染物排放量采用邻近流域的单位面积污染负荷和汇水面积推算,其中流域面积通过数字高程模型(DEM)提取,计算公式如下:

$$W_{\text{污染物--} \text{沿岸面源}} = \beta \times S$$
 (7)

式中:  $W_{污染物-沿岸面源}$ 是沿岸面源污染物排放量(kg/a);  $\beta$ 是污染物输出系数( $kg/km^2a$ ); S是汇水面积( $km^2$ )。  $\beta$  由监测数据获取<sup>[41]</sup>, 监测站位通常选择土地利用类型单一的小流域, 汇水面积为  $100 \sim 1000 \ km^2$ , 布设多个监测断面, 且在一个水文年根据降水特征能够开展多次监测。降雨条件下流域污染物的输出过程, 能够反映降雨-径流驱动的污染物迁移特征。 $\beta$ 的计算公式如下:

$$\beta = \frac{\sum_{c=1}^{n} C_c \times Q_c}{S_0}$$
 (8)





式中:  $C_c$  是第 c 次监测的断面污染物浓度 (mg/L);  $Q_c$  是第 c 次监测的断面径流量 $(m^3/s)$ ;  $S_0$  是监测断面的汇水面积 $(km^2)$ 。

# 2 结果与讨论

# 2.1 富营养化指数的年际变化

2010—2021年三都澳海域不同污染物及富营养化指数(E)变化情况如图 3 所示。由图 3a可知,2010—2021年,三都澳湾内站点 DIN 浓度普遍高于湾外的 F12 站点,且湾内 DIN 浓度普遍高于 0.2 mg/L。其中,2016年以前湾内 DIN 浓度呈下降趋势,仅有少数时段数据达到四类水质标准(0.5 mg/L)。但 2016年以后 DIN 浓度快速增加,且季节波动明显,大部分监测时段达到四类水质标准。

2010-2021 年, DIP 浓度变化趋势与 DIN 大 致相似(图 3b)。不同点在于 DIP 浓度总体升高

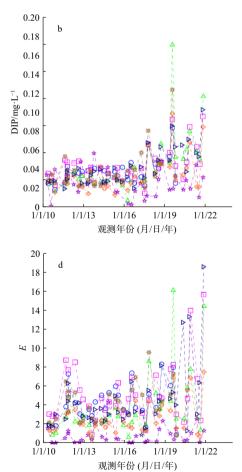


图 3 2010-2021 年三都澳海域不同污染物及富营养化指数(E)变化情况

Fig. 3 Changes in different pollutants and eutrophication index (E) in the Sandu bay from 2010 to 2021

的时间点较 DIN 偏后,且自 2017 年以后 DIP 浓度波动较为剧烈。DIP 浓度在 2017 年以前普遍为一类(0.015 mg/L)至三类水质(0.030 mg/L);而 2017 年以后, DIP 浓度大部分时段超过四类水质标准(0.045 mg/L)。监测结果表明,海域 DIP 污染状况可能加剧。

COD的变化情况与 DIN、DIP 存在明显的不同(图 3c)。2016年以前, COD浓度较高, 且快速增加, 但 2016年以后, COD浓度迅速下降, 大部分时段基本维持在与 2010年相同的水平。总体来说, COD浓度水平在观测时段基本都低于一类水质标准(2 mg/L), 表明海湾内海水有机污染物的水平可能并不显著且不是影响水质的主要污染物。

2010—2021年, E 值总体呈现增加的趋势(图 3d)。在大部分观测时段, E 值为 3~9, 表明海域处于中度富营养化水平。2016年以后,海域出现重度富营养化(E>9)的频次有所增加。2016年以前, 引起海域 E 值变化的原因主要是DIN、COD的变化; 而 2016年以后, 引起海域 E 值变化的原因主要是 DIN、DIP的变化。值得注意的是, 近些年三都澳富营养化转变的趋势。

### 2.2 污染源排放清单解析

由 2010-2021 年三都澳海域不同污染物浓度及富营养化指数(E)的分析可知, 2016 年以后, 引起海域 E 值变化的原因主要是 DIN、DIP的变化。因此本文对不同污染源排放量进行了估算, 进而对污染源排放清单进行解析。

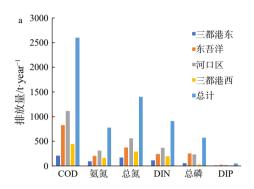
#### (1) 直排海排污口

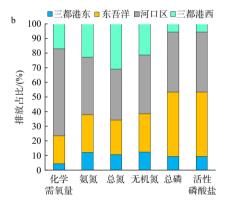
根据《宁德市入海排污口信息汇总表》中的数据,2020年三都澳中有采样条件的排污口共780个(东吾洋207个,河口区261个,三都港东109个,三都港西203个),其中有529个超标排污口(表2)。从超标率来看,东吾洋超标率最高,河口区和三都港东次之,三都港西的超标率最低,为48.28%。2020年三都澳直排海排污口不同污染物排放量计算结果(图4)表明,东吾洋和河口区直排海排污口污染物排放量较大,三都港西和三都港东直排海排污口污染物的排放量相对较小。

#### 表 2 2020 年三都澳各海区排污口达标情况

Tab.2 Status of pollutant discharge outlets in distinct areas of Sandu bay in 2020

海区	湾内排口总数	有采样条件的个数	超标数	超标率/(%)
东吾洋	337	207	176	85.02
河口区	344	261	183	70.11
三都港东	218	109	72	66.06
三都港西	805	203	98	48.28
合计	1704	780	529	67.82





a 为分海区污染物排放量核算结果; b 为不同区域各污染物的排放占比

### 图 4 直排海排污口 2020 年污染物排放量

Fig. 4 Calculated results of pollutants from point discharges input to the sea in 2020

# (2)河流入海污染物通量

由于三都港东、东吾洋区无主要河流输入, 计算得到的为河口区和三都港西河流入海污染物通量(图 5)。两个区域中河口区为河流入海污染物通量的主要贡献区域,且在 2020 年有减少的趋势。此外,调阅 2010—2021 年三都澳两条主要入海河流(霍童溪、交溪)主要污染物浓度变化情况可知:交溪入海 COD 浓度在 2016 年以后呈现明显的下降趋势,霍童溪入海 COD 浓



图 5 分海区入海河流污染物排放量核算结果

Fig. 5 Calculated results of pollutant discharge from rivers input to the sea

度在 2016 年前后变化并不显著; 霍童溪、交溪入海总氮浓度在 2016 年以后呈现上升趋势, 而总磷入海浓度变化不大(图 6)。2016 年以后, 河流入海 COD 浓度降低, 可能与《中华人民共和国环境保护法》修订实施后陆源入海的 COD 通量显著减少有关, 河流输入的 COD 对海域富营养化影响的贡献减弱。河流入海总氮的浓度虽然在两条主要河流仍有增加的趋势, 但计算得出的河流总氮的输入量呈减少的趋势(图 5), 说明河流输入的氮对海域富营养化的影响也在下降。

# (3)沿岸面源污染物排放量

2015—2020 年沿岸面源不同海区总氮、总磷的排放量核算结果如图 7 所示。从图 7 可以看出,总氮排放量波动比较明显,2020 年出现最低值,总磷

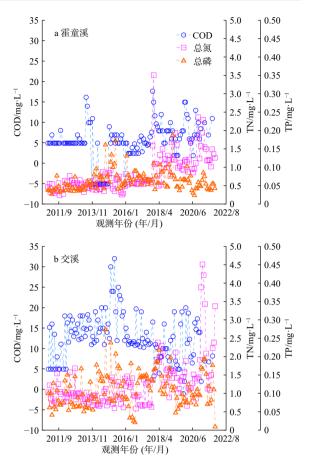


图 6 2010-2021 年三都澳两条主要入海河流主要污染物浓度变化情况

Fig. 6 Variations of the critical pollutants in the main input rivers from 2010 to 2021

排放量总体呈现下降的趋势。总体来说,河口区总氮、总磷面源排放量最大,三都港东排放量最低。

# (4)海水养殖污染物排放量

历年来的《宁德市渔业统计年鉴》<sup>[28]</sup>数据表明,三都澳主要养殖品种为大黄鱼、鲷鱼、鲈鱼、石斑鱼、美国红鱼、鲍鱼等,本文利用表1中不同养殖品种的氮、磷排放系数计算了2010—2020年三都澳内各类海水养殖的总氮、总磷排放量(表3)。结果表明,三都澳中海水养殖总氮、总磷为净排放,其中鱼类养殖贡献最大,其次是贝类、虾蟹类。藻类对总氮、总磷发挥着移除作用,有助于改善海域环境。根据表3的数据计算出三都澳海水养殖的总氮和总磷排放量(图8)。从图8可以发现,2010—2020年的排放量呈现逐年递增的趋势。对比不同区域总氮、总磷海水养殖排放量,三都港东最高,三都港西次之。虽

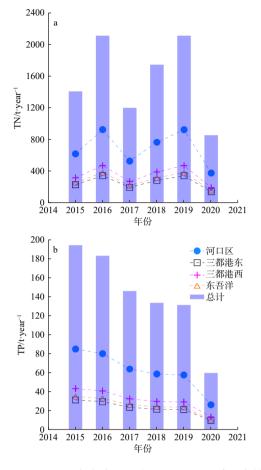


图 7 2015—2020 年各海区沿岸面源总氮、总磷入海核算 结果

Fig. 7 Calculated results of total nitrogen and total phosphorus from coastal non-point sources input to the sea from 2015 to 2020

然三都澳养殖规划中东吾洋区是最大的养殖区 (图 1d),但养殖排放量与计算结果并不一致,主 要原因可能是三都镇陆基池塘养殖较多,由其导 致的排放量增加。

2.3 2020 年三都澳污染源结构分析及其对海湾 富营养化的影响

本文以2020年为例,分析了三都澳污染源 结构及其对海湾富营养化的影响。根据核算结 果(图 9a、图 9b), 三都澳 2020 年总氮入海总量 为 32318.3 t, 总磷入海总量为 3576.2 t。总氮最 主要的污染源为海水养殖,占比达71%,总磷最 主要的污染源同样为海水养殖,占比达65%。但 各海区污染源结构有较大差异,各海区总氮、总 磷排放量结构如图 9c 和图 9d 所示。结果表明, 河口区的总氮排放源主要为入海河流和海水养 殖,总磷排放源主要为入海河流、海水养殖和直 排海排污口; 三都港东的总氮、总磷排放源主要 为海水养殖,且海水养殖明显多于其他海区;三 都港西的总氮、总磷排放源主要为海水养殖和 入海河流: 东吾洋的总氮排放源主要为海水养 殖,总磷排放源主要为直排海排污口和海水养 殖。其中特别值得关注的是,在三都澳地区,三 都港东的海水养殖排放量在总排放量中占据了 较大的比例;同时,东吾洋直排海排污口的总磷 排放量也占有较大的比重。

综合以上结果可以推断,三都澳海水养殖的

表 3 2010-2020 年三都澳水产养殖总氮、总磷排放量(单位:t/a)

Tab.3 Total nitrogen and total phosphorus input from marine aquaculture in Sandu bay from 2010 to 2020

				•				
年份	鱼	类	虾鱼	<b>賢</b> 类	贝	类	藻	 类
	总氮	总磷	总氮	总磷	总氮	总磷	总氮	总磷
2010	7400.7	567.1	724.6	79.7	1797.6	392.8	-358.4	-42.3
2011	7751.9	606.4	821.6	93.9	1983.8	430.5	-370.3	-43.2
2012	8786.3	681.1	850.9	100.2	1957.0	423.0	-406.4	-46.6
2013	10521.6	849.4	994.9	119.0	2155.8	462.7	-397.6	-47.0
2014	11602.9	868.9	1004.6	133.6	2310.9	495.7	-426.2	-49.2
2015	13189.9	997.2	1127.6	155.6	2479.5	531.1	-403.4	-49.2
2016	13742.1	1039.5	1194.3	161.0	2219.8	472.5	-434.3	-53.0
2017	15459.3	1155.7	1301.6	166.0	2342.3	498.0	-445.7	-54.5
2018	17421.8	1301.9	1263.9	157.5	2349.3	498.9	-476.4	-57.8
2019	19187.7	1429.4	1090.2	141.6	2564.3	550.2	-499.8	-61.4
2020	20585.9	1528.3	1110.4	147.4	2290.8	495.2	-489.5	-64.8

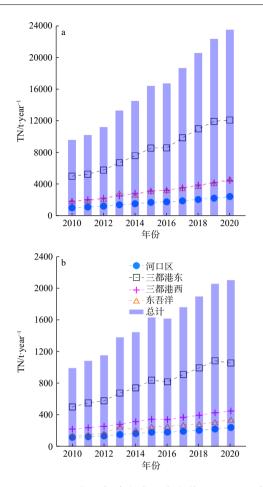
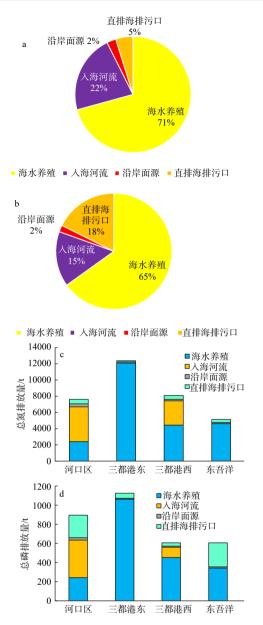


图 8 2010-2020 年三都澳各海区海水养殖总氮、总磷入 海量核算结果

Fig. 8 The calculated results of total nitrogen and total phosphorus input from marine aquaculture in different area of Sansha bay from 2010 to 2020

氮、磷排放对海水富营养化的贡献最显著,因此海水富营养化治理的关键在于对海水养殖业的污染物排放治理。2010—2020年海水养殖的总氮、总磷年排放量呈现明显的上升趋势(图 8)。海水养殖的污染贡献率高、上升趋势明显,是影响三都澳水质的主要原因。由图 8 可以看出,总氮排放量的增长更加显著,氮磷排放比呈现逐年上升趋势。鱼类养殖是海水养殖氮、磷排放的主要来源(表 3)。鱼类养殖的排放比例逐年增加,而且与其他养殖种类相比,鱼类养殖的氮、磷总排放变化趋势图中氮、磷比例逐渐增加的情况,可以推断出鱼类养殖排放的氮、磷是影响三都澳水质的主要原因,特别是氮排放的贡献更加突出。大黄鱼养殖是三都澳区域最主要的养殖品



#### 图 9 三都澳 2020 年污染源结构分析结果

Fig. 9 The results of pollution source structure in Sandu bay in 2020

种,可能对水质产生的影响最显著。

# 3 结论

(1)2010-2021年,宁德三都澳海水富营养化状况呈现逐渐加重的趋势。海水养殖产生的氮、磷排放的增加是近些年海域富营养化状况进一步恶化的主要原因。

(2)2020年三都澳污染源清单解析结果表

明,海水养殖是海水氮、磷输入的主导来源,是引发三都澳富营养化的主要原因。另外,入海河流是三都澳海水氮的次要来源,直排海排污口是三都澳海水磷的次要来源。

(3)三都澳水质情况在 2010—2021 年总体没有改善的趋势,海水养殖产生的氮、磷输入是导致水质变差的主要原因。建议相关部门关注养殖行业污染物排放的影响,通过提升养殖尾水处理能力、优化投饵型养殖方式及提高贝类、藻类养殖比重(可移除氮、磷)等措施,改善三都澳区域的水质情况。

# 参考文献:

- [1] 王云龙. 近岸海域海水富营养化的成因与影响 [J]. 山东环境, 2000(6): 33-34.
- [2] QIU J. Chinese survey reveals widespread coastal pollution[J]. Nature, 2012, doi: 10.1038/nature.2012.11743.
- [3] 富砚昭, 韩成伟, 许士国. 近岸海域赤潮发生机制及其控制 途径研究进展 [J]. 海洋环境科学, 2019, 38(1): 146-152.
- [4] BREITBURG D, LEVIN L A, OSCHLIES A, et al. Declining oxygen in the global ocean and coastal waters[J]. Science, 2018, 359(6371): 7240.
- [5] CAI W J, HU X P, HUANG W J, et al. Acidification of subsurface coastal waters enhanced by eutrophication[J]. Nature Geoscience, 2011, 4(11): 766-770.
- [6] STRAMMA L, PRINCE E D, SCHMIDTKO S, et al. Expansion of oxygen minimum zones may reduce available habitat for tropical pelagic fishes[J]. Nature Climate Change, 2012, 2(1): 33-37
- [7] TOMASETTI S J, GOBLER C J. Dissolved oxygen and pH criteria leave fisheries at risk[J]. Science, 2020, 368(6489): 372-373.
- [8] JOINT I, LEWIS J, AIKEN J, et al. Interannual variability of PSP outbreaks on the north east UK coast[J]. Journal of Plankton Research. 1997. 19(7): 937-956.
- [9] MCGLATHERY K J. Macroalgal blooms contribute to the decline of seagrass in nutrient-enriched coastal waters[J]. Journal of Phycology, 2001, 37(4): 453-456.
- [10] 林晓娟, 高 姗, 仉天宇, 等. 海水富营养化评价方法的研究 进展与应用现状 [J]. 地球科学进展, 2018, 33(4): 373-384.
- [11] DEEGAN L A, JOHNSON D S, WARREN R S, et al. Coastal eutrophication as a driver of salt marsh loss[J]. Nature, 2012, 490(7420): 388-392.
- [12] NGUYEN A T, NÉMERY J, GRATIOT N, et al. Does eutrophication enhance greenhouse gas emissions in urbanized tropical estuaries?[J]. Environmental Pollution, 2022, 303:

119105.

- [13] 王晓玮, 赵 骞, 赵仕兰. 海洋环境容量及入海污染物总量控制研究进展 [J]. 海洋环境科学, 2012, 31(5): 765-769.
- [14] 冯金鹏, 吴洪寿, 赵 帆. 水环境污染总量控制回顾、现状及发展探讨[J]. 南水北调与水利科技, 2004, 2(1): 44-47.
- [15] 周增荣. 九龙江-厦门湾氮磷污染物入海通量估算与研究 [J]. 渔业研究, 2021, 43(2): 175-182.
- [16] 王卫平, 洪华生, 张玉珍, 等. 九龙江污染物入海通量初步估算 [J]. 海洋环境科学, 2006, 25(2): 45-47,57.
- [17] 吴卫平. 三都澳海域水质变化情况调查与评价 [J]. 化学工程与装备, 2019(8): 322-326.
- [18] 雷廷波. 三都澳海域无机氮污染的分析及建议 [J]. 皮革制作与环保科技, 2020, 1(增刊 1): 28-33.
- [19] 余训凯. 三都澳水产养殖区水质调查 [J]. 水产养殖, 2023, 44(2): 29-32.
- [20] 黄匡南, 陈彩珍, 陈 佳, 等. 三都澳水产养殖海域水质情况分析 [J]. 河北渔业, 2019(7): 30-33,60.
- [21] 黄伟卿, 王楠楠, 韩坤煌, 等. 三都澳养殖区表层水水质周年变化及其发展趋势 [J]. 水产科技情报, 2013, 40(6): 297-301.
- [22] 黄伟卿, 陈明华, 陈彩珍, 等. 三都澳四个水产养殖点水质周年变化分析 [J]. 水产养殖, 2012, 33(10): 24-28.
- [23] CHEN Y Z, WANG Y S, XIE T T, et al. Analysis for the change of aquaculture area and water quality in Sansha Bay During 2010-2018[C]//IGARSS 2019 - 2019 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium. Yokohama, Japan: IEEE, 2019: 8264-8267.
- [24] 王 萱, 刘义峰, 郭 伟. 近十年三沙湾海水增养殖区环境 质量状况与变化趋势评价 [J]. 渔业研究, 2019, 41(6): 519-525.
- [25] 中华人民共和国生态环境部. 近岸海域环境监测技术规范 第三部分 近岸海域水质监测: HJ 442.3—2020[S]. 北京: 中 国环境科学出版社, 2020.
- [26] 黄亚楠, 吴孟孟. 富营养化指数法在中国近岸海域的应用 [J]. 海洋环境科学, 2016, 35(2): 316-320.
- [27] 宁德市海洋与渔业局. 宁德市海水养殖水域滩涂规划 (2018-2030)[EB/OL]. (2020-03-27). http://hyj.ningde.gov.cn/zwgk/tzgg/202003/t20200330\_1293155.htm.
- [28] 宁德市海洋与渔业局. 宁德市渔业统计年鉴 [Z]. 2010-2020.
- [29] 杨月欣. 中国食物成分表 (第二册)[M]. 6 版. 北京: 北京大学 医学出版社, 2019.
- [30] 杨月欣. 中国食物成分表 (第一册)[M]. 6 版. 北京: 北京大学 医学出版社, 2018.
- [31] CAI H W, ROSS L G, TELFER T C, et al. Modelling the nitrogen loadings from large yellow croaker (*Larimichthys crocea*) cage aquaculture[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016, 23(8): 7529-7542.

(下转第160页)

- time and energy on the dispersion effectiveness and droplets size of oil[J]. Chemosphere, 2017, 166: 246-254.
- [43] DE SANTANA CAMPELO R P, DE LIMA C D M, DE SANTANA C S, et al. Oil spills: The invisible impact on the base of tropical marine food webs[J]. Marine Pollution Bulletin, 2021, 167: 112281.
- [44] IMANIAN H, KOLAHDOOZAN M, ZARRATI A R. Vertical dispersion in oil spill fate and transport models[J]. Journal of Hydrosciences and Environment, 2017, 1(2): 21-33.
- [45] WANG W Z, ZHENG Y, LEE K. Role of the hydrophobicity of mineral fines in the formation of oil–mineral aggregates[J]. The Canadian Journal of Chemical Engineering, 2013, 91(4): 698-703.
- [46] WARR L N, PERDRIAL J N, LETT M C, et al. Clay mineral-

- enhanced bioremediation of marine oil pollution[J]. Applied Clay Science, 2009, 46(4): 337-345.
- [47] LI C C, YAN L J, LI Y M, et al. TiO<sub>2</sub>@ palygorskite composite for the efficient remediation of oil spills via a dispersion-photodegradation synergy[J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering, 2021, 15(4): 72.
- [48] HAN C B, LI Y M, WANG W B, et al. Dual-functional Ag<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>@ palygorskite composite for efficient photodegradation of alkane by *in situ* forming Pickering emulsion photocatalytic system[J]. Science of the Total Environment, 2020, 704: 135356.

(本文编辑:曲丽梅)

# (上接第106页)

- [32] ZHANG H L, YI L N, SUN R J, et al. Effects of dietary citric acid on growth performance, mineral status and intestinal digestive enzyme activities of large yellow croaker *Larimichthys crocea* (Richardson, 1846) fed high plant protein diets[J]. Aquaculture, 2016, 453: 147-153.
- [33] XU Z N, LIN X T, LIN Q, et al. Nitrogen, phosphorus, and energy waste outputs of four marine cage-cultured fish fed with trash fish[J]. Aquaculture, 2007, 263(1/2/3/4): 130-141.
- [34] ZHANG, Y, JI, W, WU, Y, et al. Replacement of dietary fish meal by soybean meal supplemented with crystalline methionine for Japanese seabass (Lateolabrax japonicus)[J]. Aquaculture Research, 2016, 47(1): 243-252.
- [35] 纪文秀, 王 岩, 厉珀余. 不同投喂频率对网箱养殖点带石 斑鱼生长、食物利用及氮磷排放的影响 [J]. 浙江大学学报 (农业与生命科学版), 2011, 37(4): 432-438.
- [36] 李金亮, 陈雪芬, 赖秋明, 等. 凡纳滨对虾高位池养殖氮、磷

收支研究及养殖效果分析 [J]. 南方水产, 2010, 6(5): 13-20.

- [37] 张 凯, 田相利, 董双林, 等. 三疣梭子蟹、凡纳滨对虾和菲律宾蛤仔混养系统氮磷收支的研究 [J]. 中国海洋大学学报, 2015, 45(2): 44-53.
- [38] 高 杉, 吴立新, 姜志强, 等. 牙鲆和贝类混养池塘中氮、磷收支的研究 [J]. 大连海洋大学学报, 2011, 26(3): 203-208.
- [39] GAO X L, ZHANG M, LI X, et al. Nitrogen and phosphorus budget of a *Haliotis discus hannai* and *Apostichopus japonicus* polyculture system[J]. Aquaculture Research, 2019, 50(4): 1005-1019.
- [40] 贾治超. 微生态制剂对刺参 (Apostichopus japonicus) 幼参生 长、养殖水质及氮、磷收支的影响 [D]. 天津: 天津农学院, 2014
- [41] 薛利红, 杨林章. 面源污染物输出系数模型的研究进展 [J]. 生态学杂志, 2009, 28(4): 755-761.

(本文编辑: 胡莹莹)